

---

# ПРОМЫШЛЕННАЯ И АГРАРНАЯ ЭКОЛОГИЯ

---

## INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL ECOLOGY

---

УДК 631.459.2+631.438.2

### ВЛИЯНИЕ ЭРОЗИОННО-АККУМУЛЯТИВНЫХ ПРОЦЕССОВ НА ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЕ $^{137}\text{Cs}$ НА СКЛОНОВЫХ ЗЕМЛЯХ

*Н. Н. ЦЫБУЛЬКО<sup>1)</sup>, В. Б. ЦЫРИБКО<sup>1)</sup>, А. М. УСТИНОВА<sup>1)</sup>, И. А. ЛОГАЧЁВ<sup>1)</sup>, А. А. МИТЬКОВА<sup>1)</sup>*

<sup>1)</sup>Институт почвоведения и агрохимии Национальной академии наук Беларуси,  
ул. Казинца, 90, 220108, г. Минск, Беларусь

---

#### Образец цитирования:

Цыбулько НН, Цырибко ВБ, Устинова АМ, Логачёв ИА, Митькова АА. Влияние эрозионно-аккумулятивных процессов на перераспределение  $^{137}\text{Cs}$  на склоновых землях. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021;3:90–97.  
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-3-90-97>

#### For citation:

Tsybulka MM, Tsyrybka VB, Ustsinava HM, Lahachou IA, Mitskova AA. Influence of erosion-accumulative processes on  $^{137}\text{Cs}$  redistribution on slope lands. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2021;3:90–97. Russian.  
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-3-90-97>

---

#### Авторы:

**Николай Николаевич Цыбулько** – доктор сельскохозяйственных наук, профессор; заместитель директора.  
**Виктор Борисович Цырибко** – кандидат сельскохозяйственных наук, доцент; старший научный сотрудник лаборатории агрофизических свойств и защиты почв от эрозии.  
**Анна Михайловна Устинова** – кандидат сельскохозяйственных наук, доцент; ведущий научный сотрудник лаборатории агрофизических свойств и защиты почв от эрозии.  
**Илья Александрович Логачёв** – младший научный сотрудник лаборатории агрофизических свойств и защиты почв от эрозии.  
**Анастасия Александровна Митькова** – младший научный сотрудник лаборатории агрофизических свойств и защиты почв от эрозии.

#### Authors:

**Mikalai M. Tsybulka**, doctor of sciences (agriculture), full professor; deputy director.  
[nik.nik1966@tut.by](mailto:nik.nik1966@tut.by)  
**Viktar B. Tsyrybka**, PhD (agriculture), docent; senior researcher at the laboratory of agrophysical properties and soil protection from erosion.  
[m029@yandex.ru](mailto:m029@yandex.ru)  
**Hanna M. Ustsinava**, PhD (agriculture), docent; leading researcher at the laboratory of agrophysical properties and soil protection from erosion.  
[brissa\\_erosion@mail.ru](mailto:brissa_erosion@mail.ru)  
**Ilya A. Lahachou**, junior researcher at the laboratory of agrophysical properties and soil protection from erosion.  
[ia\\_logachev@list.ru](mailto:ia_logachev@list.ru)  
**Anastasia A. Mitskova**, junior researcher at the laboratory of agrophysical properties and soil protection from erosion.  
[brissa\\_erosion@mail.ru](mailto:brissa_erosion@mail.ru)

В исследовании проанализировано изменение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  на склоновых землях под влиянием эрозионных процессов с 2015 по 2020 г. Количественные показатели перераспределения  $^{137}\text{Cs}$  эрозионными процессами зависят от плотности радиоактивного загрязнения территории, интенсивности жидкого и твердого стока, растительного покрова и использования земель. На эродированных почвах, расположенных на склоне, удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в пахотном слое ниже, чем на неэродированных и намытых почвах соответственно на 5,7–49,0 и на 32,0–70,3 %. Наибольшая удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в почве отмечается на намытых почвах в зоне аккумуляции наносов.

Влияние эрозионно-аккумулятивных процессов на перераспределение радионуклидов в верхнем слое почвы на пахотных склоновых землях необходимо учитывать при проведении крупномасштабного картографирования загрязненных радионуклидами территорий и использовании сельскохозяйственных земель.

**Ключевые слова:** эрозионные процессы; перераспределение  $^{137}\text{Cs}$ ; эродированные почвы; намытые почвы; удельная активность  $^{137}\text{Cs}$ ; смыв.

## INFLUENCE OF EROSION-ACCUMULATIVE PROCESSES ON $^{137}\text{Cs}$ REDISTRIBUTION ON SLOPE LANDS

M. M. TSYBULKA<sup>a</sup>, V. B. TSYRYBKA<sup>a</sup>, H. M. USTSINAVA<sup>a</sup>, I. A. LAHACHOU<sup>a</sup>, A. A. MITSKOVA<sup>a</sup>

<sup>a</sup>*Institute for Soil Science and Agrochemistry, National Academy of Sciences of Belarus,*

*90 Kazinka Street, Minsk 220108, Belarus*

*Corresponding author I. A. Lahachou (ia\_logachev@list.ru)*

The article analyzes the change in the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  on slope lands under the influence of erosion processes for the period from 2015 to 2020. Quantitative indicators of the redistribution of  $^{137}\text{Cs}$  by erosion processes depend on the density of radioactive contamination of the territory, the intensity of liquid and solid runoff, vegetation cover, and land use. On eroded soils located on a slope, the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  in the arable layer is lower than on non-eroded and reclaimed soils by 5.7–49.0 and 32.0–70.3 %, respectively. The highest specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  in soil is observed on reclaimed soils in the zone of sediment accumulation.

The influence of erosion-accumulative processes on the redistribution of radionuclides in the upper soil layer on arable slope lands must be considered when carrying out large-scale mapping of radionuclide-contaminated territories and the use of agricultural lands.

**Keywords:** erosion processes; redistribution of  $^{137}\text{Cs}$ ; eroded soils; reclaimed soils; specific activity of  $^{137}\text{Cs}$ ; runoff.

### Введение

Вследствие аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивному загрязнению подверглись территории, которые существенно отличаются по рельефу, геоморфологии, гидрографическим особенностям, почвенному покрову, климатическим условиям. Исследованиями, проведенными в различных регионах, установлено влияние ландшафтных особенностей на миграцию радиоактивных веществ. Горизонтальный перенос их связан со смывом с поверхности почвы атмосферными осадками и их стока в нижележащие участки и гидрографическую сеть, а также с процессами дефляции и переноса воздушным путем [1].

Масштабы и интенсивность горизонтальной миграции радионуклидов зависят от гидрометеорологических условий, физико-географических особенностей и рельефа территории, дисперсности радиоактивных аэрозолей и прочности их фиксации почвой, типа почвы, растительного покрова. В районах, характеризующихся сильно расчлененным рельефом, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в верхних слоях почвы может изменяться до двух порядков [2].

В Беларуси водной эрозии подвержено 473,3 тыс. га сельскохозяйственных земель. Эродированные почвы расположены преимущественно на пахотных землях. По данным крупномасштабных почвенных исследований, в наиболее пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС районах Гомельской, Могилевской и Брестской областей водной эрозии подвержено около 65 тыс. га сельскохозяйственных земель, из них 59 тыс. га – пахотных [3].

Водная эрозия почв вызывается стоком талых вод и выпадением ливневых осадков. Соответственно, в течение года смыв почвы может наблюдаться в два периода. Первый – во время зимних оттепелей и весеннего снеготаяния, второй – в период стокообразующих дождей. Водно-эрозионные процессы проявляются на склонах в виде смыва верхней части почвенного покрова (плоскостная и струйчатая эрозия) или в виде размыва в глубину (линейная эрозия).

Эрозия, разрушая пахотный слой, приводит к выносу радионуклидов с жидким стоком и смываемой почвой. В результате этого происходит локальное перераспределение радионуклидов, так как частицы почвы с радионуклидами мигрируют с крутых участков склонов вниз и откладываются в их нижних частях, балках и поймах рек, образуя новые пятна повышенной концентрации радионуклидов. С жидким талым и ливневым стоком и взвешенными частицами почвы радионуклиды могут выноситься в водные источники [4–6].

Разные формы радионуклидов неодинаково ведут себя в миграционных процессах. Обменные формы за счет десорбции переходят в почвенный раствор и поверхностные воды, а затем в растворенном состоянии могут участвовать в процессах миграции. Необменные формы мигрируют на взвешенных частицах [7]. Следовательно, с поверхностным жидким стоком в растворенном состоянии смываются обменные формы радионуклидов, а также растворимые в воде их соединения в нейтральной и анионной формах. Необменные формы выносятся только с твердым стоком (смываемой почвой).

Количественные параметры миграции радионуклидов с жидким стоком зависят от содержания их водорастворимых и обменных форм в верхнем слое почвы, а с твердым стоком – от содержания в твердой фазе почвы и определяются интенсивностью водно-эрозионных процессов. Установлено, что в процессе водной эрозии основное количество  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  мигрирует с твердыми взвесями почвенных частиц [8; 9]. Темпы смыва и аккумуляции, их пространственное распределение по длине склона, обусловлены сочетанием нескольких параметров: уклон, длина и конфигурация склона; интенсивность и периодичность выпадения дождевых осадков; характер снеготаяния и состояние почвенного покрова в этот период; противоэрозионная стойкость почв; набор сельскохозяйственных культур, возделываемых на данном склоне, способ обработки почвы.

Характер смены зон эрозии и аккумуляции при общем нарастании уклона по длине склона зависит от физико-гидрологических закономерностей формирования стока наносов. При ручейковом стоке насыщение потока наносами происходит в среднем на первых 100 м длины склона. В дальнейшем перенасыщенный наносами поток частично разгружается, приводя к переотложению материала. Ниже по склону участок аккумуляции сменяется зоной смыва, где разгруженный и, следовательно, более мощный поток вновь усиливает миграцию [10].

В зависимости от параметров склона по его длине может быть несколько сменяющих друг друга зон смыва и аккумуляции. На коротких склонах содержание радионуклидов повышается к подножьям. Иногда максимальные концентрации их приурочены к ложбинам, которые проходят вблизи холмов и гряд. На длинных склонах (более 500 м) экстремальные содержания радионуклидов присутствует в их верхних и средних частях.

Отмечается [11], что при низкоконцентрированном стоке наблюдается уменьшение значений плотности в транзитной зоне середины склона по сравнению с верхней приводораздельной и нижней аккумулятивной частями склона. В случае преобладания рассеянного стока наблюдается увеличение значений плотности загрязнения в центральной части склона по сравнению с приводораздельной частью, откуда идет смыв, и с нижней частью склона, куда смыв не доносит почвенную массу, рассеивая в середине склона.

Как правило, зоны смыва по площади многократно превышают зоны аккумуляции, поэтому даже при относительно невысоких темпах смыва, которые незначительно отражаются в поле первоначального радиоактивного загрязнения, накопление смытых со склонов наносов одновременно может привести к существенному росту суммарных запасов радионуклидов в зонах аккумуляции.

Экспозиция и крутизна склона, оказывая существенное влияние на интенсивность смыва почвы и микроклиматические условия, в значительной степени определяют и миграционные потоки радионуклидов. На продольно-прямых чрезвычайно крутых склонах южной экспозиции аккумуляция  $^{137}\text{Cs}$  в верхней, средней и нижней микрizonaх в 1,6–3,7 раза выше по сравнению с аналогичными участками на северном склоне [12].

Цель исследования: изучить закономерности и количественные параметры горизонтальной миграции радионуклидов на эродированных почвах пахотных и луговых земель в зависимости от интенсивности водно-эрозионных процессов.

### Материалы и методы исследования

Исследования проводили в 2015 и 2020 гг. на 5 почвенно-геоморфологических профилях (катенах), охватывающих водораздельную часть, где смыв отсутствовал, склоновую часть с преобладанием смыва и зону аккумуляции наносов (табл. 1), на территориях землепользований КСУП «Тепличное» ОСП Конный завод № 59» Ветковского р-на (катены 1 и 2), ОАО «Уречанский» Славгородского р-на (катена 3) и ОАО «Чериковрайагропромтехснаб» Чериковского р-на (катены 4 и 5).

Таблица 1

Месторасположение почвенно-геоморфологических катен

Table 1

Location of soil-geomorphological catenas

№ катены	Координаты плакора		Координаты зоны аккумуляции	
	широта	долгота	широта	долгота
1	52° 32' 08,9"	31° 08' 25,6"	52° 32' 27,1"	31° 08' 28,2"
2	52° 32' 10,6"	31° 08' 31,1"	52° 32' 05,5"	31° 08' 33,9"
3	53° 25' 59,7"	30° 53' 25,0"	53° 26' 01,0"	30° 53' 23,1"
4	53° 35' 53,6"	31° 31' 40,5"	53° 35' 55,5"	31° 31' 39,3"
5	53° 37' 12,6"	31° 31' 56,6"	53° 37' 13,2"	31° 32' 06,0"

Объектами исследований являлись дерново-подзолистые и дерново-карбонатные незэродированные, эродированные и намывные легкосуглинистые и рыхлосупесчаные почвы с плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  от 3,1 до 17,8 Ки/км<sup>2</sup> (табл. 2).

Таблица 2

Физико-географическая характеристика почвенно-геоморфологических катен

Table 2

Physical-geographical characteristics of soil-geomorphological catenas

Вид земель (№ катены)	Характеристика склона		Характеристика почвы		
	экспозиция	форма	тип	грануло-метрический состав	Плотность загрязнения $^{137}\text{Cs}$ , Ки/км <sup>2</sup>
Пахотные (1)	Северная	Прямой	Дерново-подзолистая	Легкосуглинистая	4,2–7,9
Пахотные (2)	Юго-восточная	Выпуклый	Дерново-подзолистая	Легкосуглинистая	3,3–5,6
Пахотные (3)	Восточная	Выпуклый	Дерново-карбонатная	Легкосуглинистая	3,1–6,5
Пахотные (4)	Северная	Выпуклый	Дерново-подзолистая	Рыхлосупесчаная	5,4–17,8
Луговые (5)	Юго-восточная	Выпуклый	Дерново-подзолистая	Рыхлосупесчаная	6,2–10,3

По почвенно-геоморфологическим профилям закладывали почвенные разрезы и прикопки с их описанием и отбором почвенных образцов на глубину пахотного слоя. Удельную активность  $^{137}\text{Cs}$  в почвенных образцах определяли на  $\gamma$ - $\beta$ -спектрометре МКС-АТ1315. Основная относительная погрешность измерений при доверительном интервале  $P = 95\%$  не превышала 15–30 %, аппаратная ошибка измерений – 15 %.

Прогнозные показатели получены при помощи онлайн-сервиса [15] по периоду полураспада радионуклидов, используя данные фактической удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  на момент отбора проб в 2015 г.

Результаты исследования и их обсуждение

В результате исследований установлено изменение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в пахотном слое почв склоновых земель с 2015 по 2020 г. (табл. 3). Она существенно варьировала в зависимости от степени эродированности почвы по элементам склона. Наблюдалось уменьшение концентрации радионуклида на склоновой части – зоне смыва (эродированные почвы) и увеличение ее в нижней части и подножье склона – в зоне аккумуляции наносов (намывные почвы). Только на почвенно-геоморфологической катене № 5, заложенной на луговых землях, выявлены меньшие различия в удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  между зонами аккумуляции, зоной смыва и плакором, что обусловлено более низкой интенсивностью водно-эрозионных процессов и, следовательно, горизонтальной миграцией радионуклида.

Таблица 3

Изменение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  на склоновых сельскохозяйственных землях

Table 3

Change in the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  on slope agricultural lands

Элемент рельефа	Эродированность почвы	Удельная активность <sup>137</sup> Cs в почве, Бк/кг		Изменение удельной активности <sup>137</sup> Cs в 2020 г. по отношению к 2015 г.	
		2015 г.	2020 г.	Бк/кг	%
Почвенно-геоморфологическая catena № 1					
Плакорная часть	Неэродированная	600,5	503,7	0,0	0,0
Склоновая часть – зона смыва	Эродированная	572,6	416,2	-87,5	-17,4
Подножье склона – зона аккумуляции наносов	Намытая	667,2	780,3	+276,6	+54,9
Почвенно-геоморфологическая catena № 2					
Плакорная часть	Неэродированная	568,3	493,7	0,0	0,0
Склоновая часть – зона смыва	Эродированная	535,4	410,0	-83,7	-17,0
Склоновая часть – зона смыва	Эродированная	424,0	344,5	-149,2	-30,2
Склоновая часть – зона смыва	Эродированная	392,4	320,2	-173,5	-35,1
Подножье склона – зона аккумуляции наносов	Намытая	465,2	567,8	+157,8	+32,0
Почвенно-геоморфологическая catena № 3					
Плакорная часть	Неэродированная	493,4	402,0	0,0	0,0
Склоновая часть – зона смыва	Эродированная	450,5	379,2	-22,8	-5,7
Склоновая часть – зона смыва	Эродированная	275,4	205,1	-196,9	-49,0
Подножье склона – зона аккумуляции наносов	Намытая	465,9	643,1	+241,1	+60,0
Почвенно-геоморфологическая catena № 4					
Плакорная часть	Неэродированная	1168,8	1029,4	0,0	0,0
Склоновая часть – зона смыва	Эродированная	702	596,8	-432,6	-42,0
Склоновая часть – зона смыва	Эродированная	617	532,4	-497,0	-48,3
Подножье склона – зона аккумуляции наносов	Намытая	912,1	1031,7	+2,3	0,2
Подножье склона – зона аккумуляции наносов	Намытая	1438,7	1753,4	+724,0	+70,3
Почвенно-геоморфологическая catena № 5					
Плакорная часть	Неэродированная	1016,6	886,6	0,0	0,0
Склоновая часть – зона смыва	Эродированная	747,2	628,6	-258,0	-29,1
Подножье склона – зона аккумуляции наносов	Намытая	669,2	612,4	-274,2	-30,9
Подножье склона – зона аккумуляции наносов	Намытая	680,9	622,1	-264,5	-29,8

Наибольшее изменение в почве по склону отмечено на почвенно-геоморфологических катенах № 3 и 4. Активность  $^{137}\text{Cs}$  на плакоре была почти в 2 раза выше по сравнению со склоновой частью (зоной смыва).

В целом на эродированных почвах, расположенных на склоне, удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в пахотном слое была ниже, чем на неэродированных и намытых почвах на 5,7–49,0 и 32,0–70,3 % соответственно. Такие различия обусловлены интенсивностью процессов водной эрозии и особенностями рельефа. Предыдущими исследованиями установлено, что потенциальный смыв почвы на катенах 1, 2 и 4 составляет от 5 до 10 т/га в год, а на катене 3–15 т/га в год [13].

Наибольшая активность  $^{137}\text{Cs}$  в почве на всех изученных почвенно-геоморфологических катенах пахотных земель отмечалась на намытых почвах в зоне аккумуляции наносов. В отдельных случаях она достигала 1753,4 Бк/кг.

Результаты наших исследований подтверждаются литературными данными, в которых отмечается, что разница между плотностью загрязнения радионуклидами на территории с высокой вертикальной расчлененностью рельефа может достигать 2–5 Ки/км<sup>2</sup> [14]. Такое распределение совпадает с горизонтальной миграцией элементов в элементарных геохимических ландшафтах.

На основе полученных данных при помощи онлайн-сервиса [15] и с целью оценки вклада эрозионно-аккумулятивных процессов в перераспределение радиоцезия в агроландшафтах выполнен прогноз удельной активности радионуклида. Расчетные данные сравнивались с фактическими экспериментальными значениями, затем построены кривые удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в пахотном слое почвы, отражающие фактические и прогнозные показатели. Наиболее высокая степень сходимости фактических и прогнозных показателей в пахотном слое отмечалась для неэродированных почв (рис. 1–3).

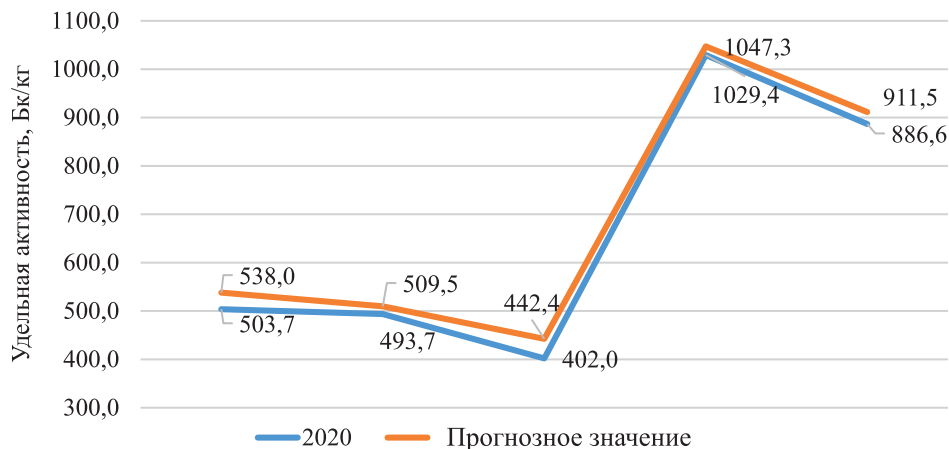


Рис. 1. Сравнение фактической удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и прогнозного значения на плакоре, Бк/кг

Fig. 1. Comparison of the factual specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  and the predicted value on the upland, Bq/kg

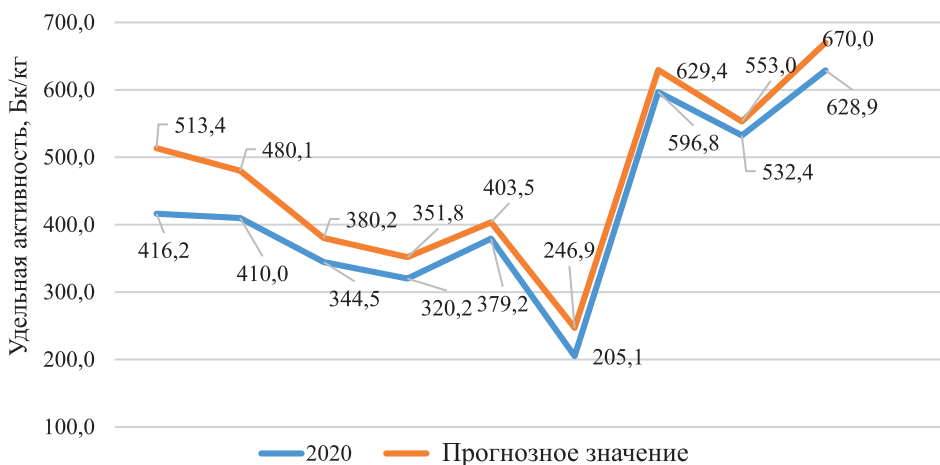


Рис. 2. Сравнение фактической удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и прогнозного значения в зоне смыва, Бк/кг

Fig. 2. Comparison of the factual specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  and the predicted value in the runoff zone, Bq / kg





Рис. 3. Сравнение фактической удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и прогнозного значения в зоне аккумуляции, Бк/кг

Fig. 3. Comparison of the factual specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  and the predicted value in the accumulation zone, Bq / kg

Фактические величины удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в зоне смыва ниже, чем прогнозные. Различия достигали 16,9–18,9 %, что хорошо иллюстрирует роль водно-эрозионных процессов в миграции радионуклида. Для зоны аккумуляции наносов характерна обратная тенденция – прогнозные величины активности  $^{137}\text{Cs}$  в почве на катенах 1–4 были ниже фактических значений на 20,5–54,0 %. Это согласуется с теорией перераспределения элементов в геохимических ландшафтах.

Значительные различия в зоне аккумуляции катены № 4 объясняется сложностью рельефа. Если первая точка отбора почвенных образцов находится в зоне аккумуляции преимущественно одного склона (по которому проложена катена), то вторая точка является зоной аккумуляции изучаемого склона и нескольких прилегающих к нему.

Роль фактора землепользования (пахотные или луговые земли) в перераспределении  $^{137}\text{Cs}$  в агроландшафте показана на примере почвенно-геоморфологической катены № 5, расположенной на луговых землях. Фактические и прогнозные значения активности  $^{137}\text{Cs}$  в почве были очень близкими, а в зоне аккумуляции наносов – практически идентичными.

Проведенные исследования подтверждают ранее полученные результаты, свидетельствующие, что на луговых землях удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в почве изменяется в основном согласно закону его радиоактивного распада, а на пахотных – различия могут быть обусловлены и эрозионно-аккумулятивными процессами.

### Заключение

Количественные параметры горизонтальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  с водно-эрозионными процессами зависят от плотности радиоактивного загрязнения почвы, величины жидкого и твердого стока, интенсивности использования склоновых земель. На эродированных почвах, расположенных на склоне, удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в пахотном слое ниже, чем на неэродированных и намытых почвах на 5,7–49,0 и 32,0–70,3 % соответственно. Наибольшая удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в почве отмечается на намытых почвах в зоне аккумуляции наносов.

Влияние эрозионно-аккумулятивных процессов на перераспределение радионуклидов в верхнем слое почвы на пахотных склоновых землях необходимо учитывать при проведении крупномасштабного картографирования загрязненных радионуклидами территорий и использовании сельскохозяйственных земель.

### Библиографические ссылки

1. Голосов ВН. Эрозионно-аккумулятивные процессы в речных бассейнах освоенных равнин. Москва: ГЕОС; 2006. 296 с.
2. Санжарова НИ, Фесенко СВ, редакторы. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий. Москва: РАН; 2018. 278 с.
3. Кузнецов ГИ, Смеян НИ, редакторы. Почвы сельскохозяйственных земель Республики Беларусь. Минск: Оргстрой; 2001. 432 с.
4. Пристер БС. Вертикальная и горизонтальная миграция радионуклидов в агроландшафтах зоны аварии на Чернобыльской АЭС. Доклады АН Украины. Математика, естествознание, технические науки. 1993;1:163–171.
5. Коробова ЕМ. Ландшафтно-геохимический подход к изучению загрязнения некоторых природных геосистем в дальней зоне воздействия аварии на ЧАЭС. В: Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. Труды I Всесоюзной конференции. Обнинск: [б. н.]; 1993. с. 225–231.
6. Матвеев АВ. Влияние эрозионных процессов на миграцию радионуклидов. Доклады АН Беларуси. 1994;38(1):98–101.
7. Борзилов ВА, Бобовникова ЦИ, Коноплев АВ. Формы нахождения долгоживущих радионуклидов в природных средах и их роль в процессах миграции. В: Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. Труды I Всесоюзной конференции. Том 1. Обнинск: [б. н.]; 1993. с. 168–172.

8. Кузнецов ВК, Санжарова НИ. Горизонтальная и вертикальная миграция  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{241}\text{Am}$  на обрабатываемых склоновых агроландшафтах Пензенской области различной степени крутизны. *Экология*. 1997;2:150–152.
9. Борзилов ВА, Коноплев АВ, Ревина СК. Горизонтальная миграция  $^{137}\text{Cs}$ . *Метеорология и гидрология*. 1988;11:43–53.
10. Голосов ВН, Жукова ОМ, Маркелов МВ. Учет эрозии почв при проведении радиационного мониторинга. В: *Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий. Труды Международной конференции, Москва, 5–6 декабря 2005 г. Том 2*. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат; 2006. с. 332–338.
11. Квасникова ЕВ, Стукин ЕД, Голосов ВН. Неравномерность загрязнения цезием-137 территорий, расположенных на большом расстоянии от Чернобыльской АЭС. *Метеорология и гидрология*. 1999;2:5–11.
12. Кузнецов ВК, и др. Горизонтальная и вертикальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  в склоновых ландшафтах. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2009;49(3):282–290.
13. Цыбулька НН, и др. Горизонтальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  при водной эрозии почв. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004;44(4):484–488.
14. Черныш АФ, Аношко ВС. Миграция и аккумуляция радионуклидов в эродированных агроландшафтах Белорусского Полесья. *Вестник БГУ. Серия 2. Химия. Биология. География*. 2006;1:98–102.
15. Прогнозирование изменения удельной активности радиоактивных элементов [Интернет]. Интернет-портал о радиоактивности [протитировано 22 января 2021]. Доступно по: <http://www.radprocalculator.com/Decay.aspx>.

## References

1. Golosov VN. *Erozionno-akkumulyativnyye protsessy v rechnykh basseynakh osvobodnykh ravnin* [Erosion-accumulative processes in the river basins of the developed plains]. Moscow: GEOS; 2006. 296 p. Russian.
2. Sanzharova NI, Fesenko SV, editors. Radioecological consequences of the accident at the Chernobyl nuclear power plant: biological effects, migration, rehabilitation of contaminated areas. Moscow: RAS; 2018. 278 p. Russian.
3. Kuznetsov GI, Smeyan NI, editors. *Pochvy sel'skokhozyaystvennykh zemel Respubliki Belarus* [Soils of agricultural lands of the Republic of Belarus]. Minsk: Orgstroy; 2001. 432 p. Russian.
4. Prister BS. Vertical and horizontal migration of radionuclides in agricultural landscapes of the accident zone at the Chernobyl nuclear power plant. *Reports of the Academy of Sciences of Ukraine. Mathematics, natural science, technical sciences*. 1993;1:163–171. Russian.
5. Korobova EM. Landscape-geochemical approach to the study of pollution of some natural geosystems in the far zone of the Chernobyl accident. In: *Radiation aspects of the Chernobyl accident. Trudy I Vsesojuznoy konferentsii. Tom 1*. Obninsk: [publisher unknown]; 1993. p. 225–231. Russian.
6. Matveev AV. Influence of erosion processes on the migration of radionuclides. *Reports of the Academy of Sciences of Belarus*. 1994;38(1):98–101. Russian.
7. Borzilov VA, Bobovnikova TSI, Konoplev AV. Forms of finding long-lived radionuclides in natural environments and their role in migration processes. In: *Radiation aspects of the Chernobyl accident. Trudy I Vsesojuznoy konferentsii. Tom 1*. Obninsk: [publisher unknown]; 1993. p. 168–172. Russian.
8. Kuznetsov VK, Sanzharova NI. Horizontal and vertical migration of  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  and  $^{241}\text{Am}$  on the cultivated slope agrolandscapes of the Penza region of varying degrees of steepness. *Ecology*. 1997;2:150–152. Russian.
9. Borzilov VA, Konoplev AV, Revina SK. Horizontal migration of  $^{137}\text{Cs}$ . *Meteorology and Hydrology*. 1988;11:43–53. Russian.
10. Golosov VN, Zhukova OM, Markelov MV. Accounting for soil erosion during radiation monitoring. In: *Radioactivity after nuclear explosions and accidents. Trudy Mezhdunarodnoy konferentsii. Moscow, 2005 December, 5–6. Tom 2*. Saint Petersburg: Gidrometeoizdat; 2006. p. 332–338. Russian.
11. Kvasnikova EV, Stukin ED, Golosov VN. Unevenness of cesium-137 contamination of territories located at a great distance from the Chernobyl nuclear power plant. *Meteorology and Hydrology*. 1999;2:5–11. Russian.
12. Kuznetsov VK, et al. Horizontal and vertical migration of  $^{137}\text{Cs}$  in slope landscapes. *Radiation biology. Radioecology*. 2009;49(3):282–290. Russian.
13. Tsybulka NN, et al. Horizontal migration of  $^{137}\text{Cs}$  during water erosion of soils. *Radiation biology. Radioecology*. 2004;44(4):484–488. Russian.
14. Chernysh AF, Anoshko VS. Migration and accumulation of radionuclides in eroded agricultural landscapes of Belarusian Polesie. *BSU Bulletin. Series 2, Chemistry. Biology. Geography*. 2006;1:98–102. Russian.
15. Prediction of changes in the specific activity of radioactive elements [Internet]. Internet portal about radioactivity [cited 2021 January 22]. Available from: <http://www.radprocalculator.com/Decay.aspx>

Статья поступила в редколлегию 20.08.2021.  
Received by editorial board 20.08.2021.